北京昌平区农业景观野生蜂多样性的时空动态分布

伍盘龙[1]；宋潇[1]；夏博辉[1]；徐环李[2]；刘云慧[1,3]

(1. 中国农业大学资源与环境学院 北京 100193; 2. 中国农业大学植物保护学院 北京 100193; 3. 中国农业大学生态科学与工程系生物多样性与有机农业北京市重点实验室 北京 100193)

摘 要: 近年来，由于生境质量的下降和生境丧失，野生蜂多样性急剧下降，严重威胁传粉服务和农业的可持续发展。为揭示野生蜂在农业景观镶嵌体中的时空分布格局及不同生境对野生蜂保护的重要性，本研究于 2016 年 4—9 月采用网捕法调查了北京昌平农业景观 4 种主要生境类型中(人工林、自然灌木林、荒草地和桃园)的野生蜂，分析不同生境类型中野生蜂多样性及其时间动态变化特征。结果表明：总的野生蜂、大体长蜂和独居蜂的物种数和个体数，以及中等体长蜂的个体数均在自然灌木林中最高，人工林中小体长蜂个体数最多，总的野生蜂个体数和物种数均在桃园中最低。在不同月份，所有功能群野生蜂均在自然或半自然生境中最高，而在 5 月桃园中最低，原因可能与桃园中对地表杂草的集约化管理有关。多度最大的 4 个优势物种在生境间的时间动态特征不同。所以，这 4 种生境均为野生蜂提供了可利用资源，但自然生境和半自然生境的作用更大；其中，自然灌木林维持了较多具有较高潜在传粉效率的中等体长和大体长野生蜂，具有更高的保护价值。因此，为了促进该地区农业景观中不同功能群野生蜂多样性及传粉服务，需提高生境类型的多样性，同时在野生蜂活动高峰季节采取低集约化的生境管理方式。

关键词: 野生蜂功能群; 生境; 觅食资源; 局部管理

中文分类号: Q968.1

Temporal-spatial dynamics of wild bee diversity in agricultural landscape of Changping District, Beijing*

WU Panlong[1], SONG Xiao[1], XIA Bohui[1], XU Huanli[2], LIU Yunhui[1,3]

(1. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193; 2. College of Plant Protection, China Agricultural University, Beijing 100193; 3. Beijing Key Laboratory of Biodiversity and Organic Farming, China Agricultural University, Beijing 100193)

Abstract: Pollination is one of the most important ecosystem services for crops and wild plants, which is mainly provided by bees. Wild bees with universality, adaptability and species diversity, are more reliable pollinators than honey bees. But recently, wild bee diversity had significantly reduced due to the loss of habitat and the decrease of habitat quality that could potentially threaten the pollination service and agricultural sustainability. Wild bee functional group diversity is also the important component of diversity, and may be the better predictor of pollination than species diversity. Wild bee species with different functional traits need different resources and respond to environmental changes differently. Unfortunately, there was little knowledge concerning the responses of different wild bee functional groups to habitat types. To understand the temporal-spatial dynamics of wild bees in different habitats and to evaluate the importance of different habitats for wild bee conservation in agricultural landscape mosaic, we collected wild bees using netting-catching in four habitats, including planted woodland, natural shrub forest, wasteland and peach orchard, from April to September, 2016. The wild bee diversity and its temporal dynamics in different habitat types were analyzed. The results showed natural shrub forest sustained the greatest individuals and species richness of overall bees, large bees and solitary bees and the greatest individuals of medium bees, while the planted woodland had more individuals of small bees, and the peach orchard had the lowest individuals and species richness of overall bees. The natural shrub forest, planted woodland and peach orchard had the similar temporal dynamic pattern of wild bee diversity with one peak in spring and another in summer, respectively. Overall, all functional groups had the highest diversity in the natural or semi-natural habitats across all the sampling seasons, but the peach orchard possessed the lowest wild bee diversity in May, which might result from the intensive management of groundcover in peach orchards. Similarly, there were more unique species which presented solely in natural shrub forest because of higher resource availability and lower human disturbance. But other habitat types also possessed some unique species to contribute to the overall bee diversity in this region. The four most abundant species were *Nomi thoracica*, *Halictus aerarius*, *Ceratina flavipes* and *Lasioglossum halictoides*, respectively, and they possessed different temporal dynamics among habitat types. *N. thoracica* and *C. flavipes* distributed in all habitat types except for wasteland, and the former was active in June to August, but the latter across all the sampling seasons. *H. aerarius* and *L. halictoides* distributed in all habitat types, and the former was active from May to September, but the latter from April to July. Therefore, these four habitat types all provided essential resources for wild bees, but the natural habitats and semi-natural habitats were more important, especially the natural shrub forest which sustained more bees with the greater pollination efficiency. It was concluded that habitat diversity, natural and semi-natural habitat diversity in particular, and application of less

intensive management practices in wild bee active season, were all important to improve the wild bee diversity and pollination services.

Keywords: Wild bee functional groups; Habitat; Floral resource; Local management

传粉是重要的生态系统服务之一, 自然界中 87.5%的被子植物[1]和全球约 75%的农作物[2]都不同程度地依赖于传粉动物进行有性生殖以形成种子和果实。因此, 传粉动物多样性是维持植物遗传多样性、全球粮食安全和人类福祉的保障[3]。

蜜蜂总科的传粉昆虫是主要的传粉者[2,4]。有研究显示野生蜂多样性与传粉服务正相关[5-6], 其机制可能与野生蜂功能性生态位的互补有关, 如访花天气条件和访花植物[7]、访花高度[6]、生活方式[8-9]、与扩散能力相关的体长[10-11]等, 使其对生境和资源的需求[9,12]以及传粉效率[13-14]存在差异, 从而影响传粉服务的提供。具有同种功能特征的野生蜂功能群, 较高的物种多样性为生态系统功能抵御外界不利的环境变化提供了缓冲和保险[15], 不同特征功能群的野生蜂能通过生态位的转移利用互补资源[6,14]。因此, 野生蜂功能群的多样性可能与传粉服务更相关, 尤其是与传粉服务相关的功能特征, 是传粉服务更好的预测因子[6,14]。所以, 在研究野生蜂多样性与生境类型或传粉服务之间的关系时, 需要充分考虑不同野生蜂群落的功能特征组成情况。

近年来, 景观简化和自然生境丧失[16-17], 再加上其他因素的变化, 如气候变化、外来物种的入侵和疾病等[18], 导致野生蜂和饲养蜜蜂均出现不同程度地下降[19-21], 使与此相关的传粉服务的丧失日益严重[17,22], 从而影响农业的可持续发展。

目前, 虽然野生蜂多样性的下降得到了国内外的较多关注, 但多数研究只侧重于对农作物有重要经济价值的个别蜂物种, 很少关注自然半自然生境和其它野生蜂物种。在集约化的农业景观中, 单一的农田生境不能满足野生蜂所有的资源需求, 不同生境中具有物候学特征多样化的植被, 野生蜂可利用资源也在数量上和多样性上随时间发生显著变化[16]。因此, 多样化的生境类型能在时间和空间尺度上为野生蜂提供持续的资源, 这种农田-半自然生境互补机制是促使野生蜂在破碎化景观中得以续存的一种机制[10,23-24], 并塑造了它们在农业景观中的时空分布格局[25]。

然而, 很少有关于传粉昆虫及其功能群在农田-半自然景观镶嵌体中利用资源的时空动态信息[2], 缺乏关于传粉昆虫在农业景观不同生境中随时间变化的分布格局和促使这些物种在农业景观中续存以及形成它们多样性特征的机制的研究[26], 更缺乏相应的监测网络和特定的保护措施[27-28]。因此, 迫切需要大量的传粉蜂多样性调查工作, 以深入了解野生蜂多样性在时间和空间尺度上的分布规律, 认识物种与其生境需求关系, 从而制定更科学的野生蜂保护战略[29]。本研究通过调查分析北京市昌平区农业景观中野生蜂多样性及其功能群在农业景观中的时空变化特征, 为该地区野生蜂的保护提供研究基础。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究区位于北京市西北部的昌平区(40°2′~40°23′ N, 115°50′~116°29′ E), 该区地处太行山、燕山和华北平原的交汇处, 海拔约 30~1 000 m。昌平区属温带大陆性季风气候, 春季干旱多风, 夏季高温多雨, 年平均日照时数约 2 600 h, 年平均气温约 12 ℃, 年降水量约 550 mm。昌平西北部为山区, 多为自然灌木林和乔灌混合林; 东南部为平原区, 盛产水果, 主要有苹果、桃和草莓等, 且自 2012 年起, 开展了大规模的平原造林工程。根据昌平区 2015 年的遥感影像解译和景观分类结果可知, 昌平区的主要生境类型及其所占面积比例分别为自然林(47.6%)、人工林(11.8%)、果园(7.18%)、荒草地(2.8%)和非生境(29.22%)等(图 1)。

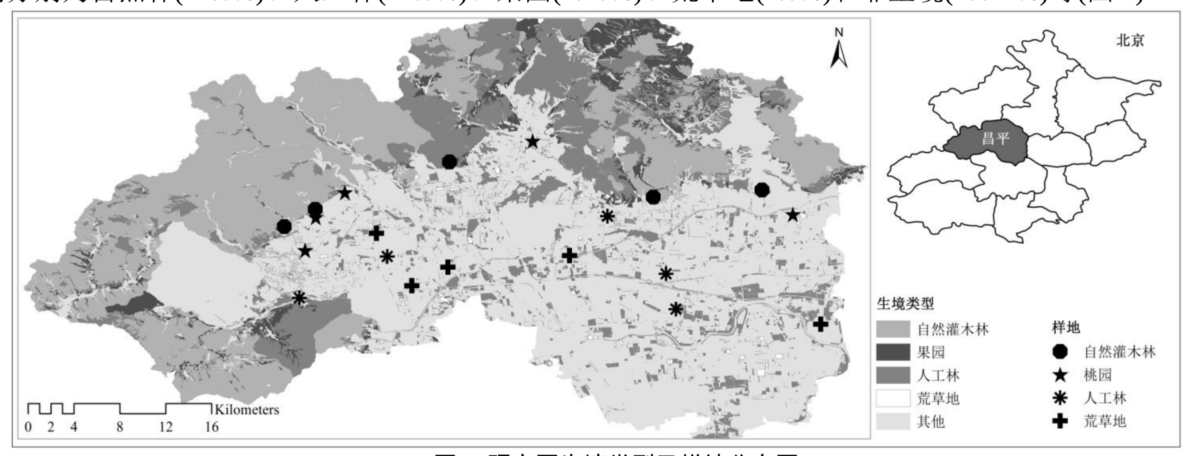


图 1 研究区生境类型及样地分布图

Fig. 1 Distribution of habitats and sampling sites in the study area

1.2 取样点设计

2016 年, 在该研究区选择了 4 种生境类型, 包括自然灌木林(山区自然生境)、人工林(平原区半自然生境)和荒草地(平原区半自然生境)以及桃园, 每种生境 5 个样地(图 1), 海拔范围为 32~257 m, 相邻样地间距大于 2 000 m(自然灌木林和桃园的两个样地除外, 二者间距为 1 482 m)。每个样地设置 3 条 50 m×3 m 的平行样带, 相邻样带间距 10 m。在 4—9 月的每月 23—28 日, 依次在各样地用网捕法采集出现在样带中的蜜蜂总科的野生蜂(盗寄生蜂除外)[30], 每月各样地野生蜂的调查顺序依据各样地的地理位置顺序在 4~5 d 内完成, 每个样地每月取样一次, 每个样地每月采集 30 min(取样时, 收标本的过程不计时)。将野生蜂标本装入酒精瓶中带回实验室, 制作成针插标本后请分类学专家将其鉴定到物种。野生蜂的取样时间和天气要求: 8: 30—17: 30, 天气晴朗或微云, 气温不低于 18 ℃, 风速小于 3 m·s^{-1}[31]。

1.3 数据处理

将野生蜂物种按体长和生活方式分别划分功能群。小、中、大体长野生蜂的体长(L)范围分别为: L≤7.5 mm、7.5 mm<L≤11.5 mm 和 L>11.5 mm[32]。生活方式包括社会性(初级真社会性)和独居性[33]。鉴于盗寄生蜂不筑巢不贮粮, 传粉效率低, 因此不作为本实验的研究对象。

在 DPS 软件中[34], 根据野生蜂多样性数据是否服从正态性分布, 选择单因素试验统计分析或非参数检验, 分析不同生境中野生蜂的物种数和个体数差异。

2 结果与分析

2.1 不同生境中野生蜂群落组成

2016 年 4–9 月, 在北京昌平农业景观中共采集到 6 科 21 属 61 种 378 头野生蜂(表 1), 其中淡脉隧蜂属(*Lasioglossum*)物种数最多, 包括了 13 个物种 71 头, 物种数和个体数占比分别为 21.31%和 18.78%; 其次为地蜂属(*Andrena*), 包括了 8 个物种 29 头, 物种数和个体数占比分别为 13.11%和 7.67%。隧蜂属(*Halictus*)和彩带蜂属(*Nomia*)个体数最多, 均为 78 头, 均占总个体数的 20.63%。

表 1 不同生境中野生蜂组成及分布

Table 1 Composition and distribution of wild bees in different habitats

物种 Species	人工林 Planted woodland	自然灌木林 Natural shrub forest	荒草地 Wasteland	桃园 Peach orchard	个体数 Number of individuals	比例 Proportion of individuals (%)
Amegilla zonata	0	1	2	1	4	1.06
Andrena okinawana※	0	0	1	0	1	0.26
Andrena taraxaci orienticola※	0	0	5	0	5	1.32
Andrena hebes※	0	0	1	0	1	0.26
Andrena luridiloma	1	0	0	2	3	0.79
*Andrena dentata**	0	1	0	0	1	0.26
Andrena chengtehensis	0	5	0	3	8	2.12
Andrena minutula	2	1	0	1	4	1.06
Andrena magnipunctata	3	0	1	2	6	1.59
*Anthidiellum borealis**	0	1	0	0	1	0.26
Anthidium septemspinosum§	0	0	0	1	1	0.26
Anthophora melanognatha§	0	0	0	3	3	0.79
Anthophora sp.	0	1	6	0	7	1.85
Anthophora borealis※	0	0	1	0	1	0.26
Bombus ignitus	0	1	0	1	2	0.53
Bombus opulentus	1	2	0	0	3	0.79
Ceratina iwatai	4	2	0	1	7	1.85
Ceratina flavipes	4	27	0	3	34	8.99
Colletes chengtehensis※	0	0	1	0	1	0.26
Colletes collaris	0	3	0	1	4	1.06
Colletes patellattus§	0	0	0	1	1	0.26
Dasypoda japonica※	0	0	3	0	3	0.79
Eucera rufipes※	0	0	1	0	1	0.26
Eucera sp.※	0	0	1	0	1	0.26
*Eucera jacoti**	0	1	0	0	1	0.26
Eucera pekingensis	2	1	0	0	3	0.79

Halictus tsingtauensis	1	0	3	0	4	1.06
Halictus aerarius	34	2	17	3	56	14.81
Halictus semitectus[*]	0	3	0	0	3	0.79
Halictus pseudovestitus	0	1	5	3	9	2.38
Halictus sp.	0	2	4	0	6	1.59
Heriades sauteri	1	2	0	2	5	1.32
Hylaeus paulus[*]	0	1	0	0	1	0.26
Hylaeus perforatus	0	2	2	3	7	1.85
Lasioglossum halictoides	9	5	6	1	21	5.56
Lasioglossum apristum[※]	0	0	2	0	2	0.53
Lasioglossum kiautshouense	2	1	2	0	5	1.32
Lasioglossum sp. [※]	0	0	3	0	3	0.79
Lasioglossum sp2.[#]	1	0	0	0	1	0.26
Lasioglossum sp3.	1	0	1	0	2	0.53
Lasioglossum occidens	1	2	0	4	7	1.85
Lasioglossum primavera	6	0	1	0	7	1.85
Lasioglossum proximatum	4	0	3	0	7	1.85
Lasioglossum sp.[*]	0	1	0	0	1	0.26
Lasioglossum sp2.[#]	1	0	0	0	1	0.26
Lasioglossum subopacum	2	4	1	5	12	3.17
Lasioglossum politum pekingense	1	0	1	0	2	0.53
Lipotriches elongata[※]	0	0	1	0	1	0.26
Lipotriches fruhstorferi[*]	0	1	0	0	1	0.26
Megachile albidula	1	3	3	0	7	1.85
Megachile abluta[*]	0	1	0	0	1	0.26
Megachile rotundata[*]	0	1	0	0	1	0.26
Megachile nipponiaca	0	1	5	1	7	1.85
Nomia chalybeata	0	2	1	0	3	0.79
Nomia punctulata[*]	0	3	0	0	3	0.79
Nomia thoracica	2	56	0	2	60	15.87
Osmia mengolica	1	2	0	0	3	0.79
Osmia satoi[§]	0	0	0	1	1	0.26
Pseudapis mandschurica	3	9	0	0	12	3.17
Tetralonia chinensis[*]	0	1	0	0	1	0.26
Xylocopa appendiculata	0	6	1	1	8	2.12
物种数 Species richness	24	37	30	23		
个体数 Individuals	88	159	85	46		

[#]只在人工林中出现的物种 species caught solely in the planted woodland, [*]只在自然灌木林中出现的物种 species caught solely in the natural shrub forest, [※]只在荒草地中出现的物种 species caught solely in the wasteland, [§]只在桃园中出现的物种 species caught solely in the peach orchard

不同生境类型中野生蜂优势种有差异, 自然灌木林为黄胸彩带蜂(*N. thoracica*), 人工林和荒草地为铜色隧蜂(*H. aerarius*), 而桃园无优势种。自然灌木林和荒草地中特有种最多, 均为 11 个, 桃园和人工林分别有 4 个和 2 个特有种。自然灌木林中野生蜂的物种数(F=4.124, P=0.024 1)和个体数(t=3.406 3, P=0.003 6)最高, 桃园最低, 人工林和荒草地居中, 且二者无显著区别(图 2)。

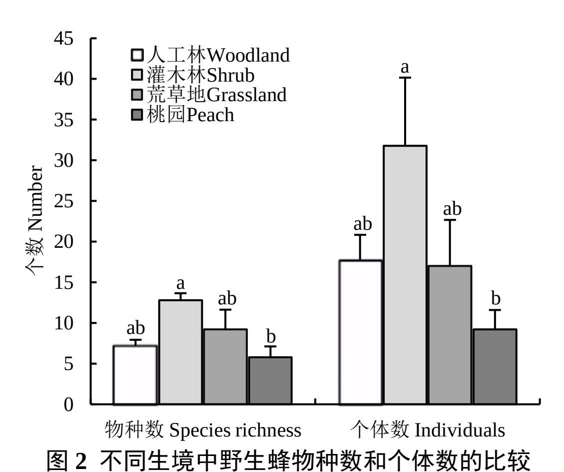


图 2 不同生境中野生蜂物种数和个体数的比较

Fig. 2 Species richness and individuals of wild bees in different habitats

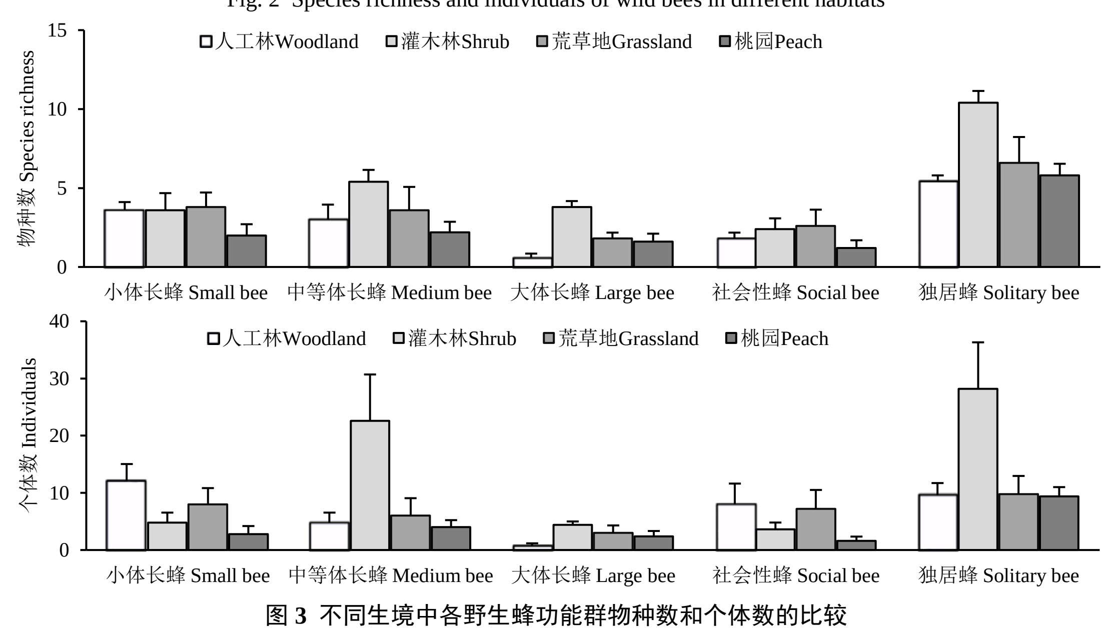
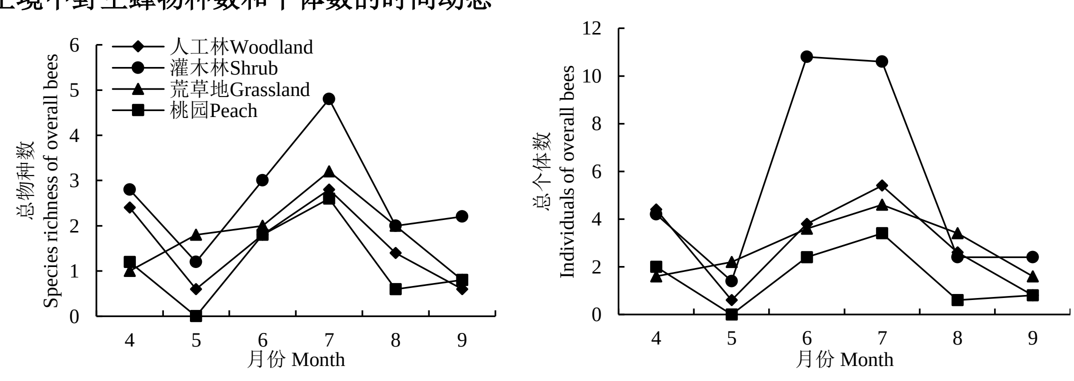


图 3 不同生境中各野生蜂功能群物种数和个体数的比较

Fig. 3 Species richness and individuals of wild bee functional groups in different habitats

不同功能群野生蜂在生境间的物种数和个体数有差异(图 3), 就物种数而言, 大体长野生蜂和独居蜂的物种数在自然灌木林中最高, 其他功能群的物种数在生境间无显著差异。就个体数而言, 中等体长野生蜂和独居蜂的个体数在自然灌木林中最高; 小体长野生蜂物种数在人工林中最高, 在桃园中最低; 大体长野生蜂个体数在自然灌木林中最高, 在人工林中最低。

2.2 不同生境中野生蜂物种数和个体数的时间动态



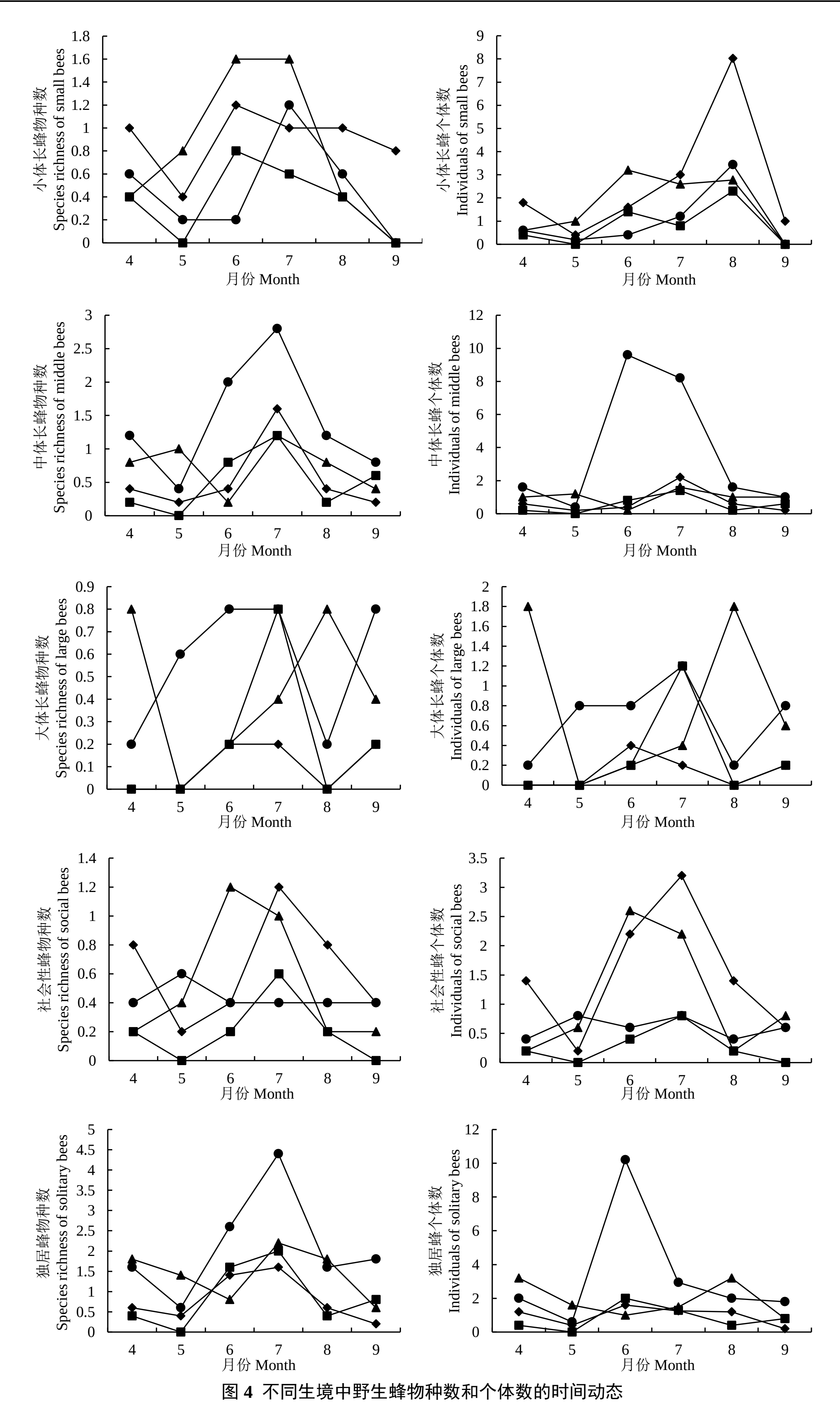


图 4 不同生境中野生蜂物种数和个体数的时间动态

Fig. 4 Temporal dynamics of species richness and individuals of wild bees in different habitats

除荒草地以外, 其他生境野生蜂总物种数和总个体数在 4–8 月整体上均呈现了相似的趋势(图 4), 4—5 月下降, 5—8 月先上升后下降, 出现了两个峰值。在荒草地中, 野生蜂物种数和个体数先上升, 7 月份达到最大值后下降, 出现了一个峰值。

不同功能群野生蜂多样性在生境类型间的时间变化不一致。小体长蜂个体数在 8 月人工林中最高, 9 月只在人工林中有分布; 物种数在 6、7 月荒草地中最高, 且个体数和物种数在 5 月桃园中最低。中等体长蜂物种数在 7 月自然灌木林中最高, 在 5 月桃园中最低; 个体数在 6 月自然灌木林中最高, 在 5 月桃园中最低。大体长蜂物种数在 6、7、9 月的自然灌木林, 4、8 月的荒草地和 7 月桃园中最高; 个体数在 4、8 月的荒草地中最高, 且物种数和个体数均在 4、5、8 月的人工林和桃园以及 5 月荒草地中最低。社会性蜂物种数在 6 月荒草地和 7 月人工林中最高, 个体数在 7 月人工林中最高, 且个体数和物种数均在 5、9 月的桃园中最低。独居蜂物种数和个体数分别在自然灌木林 7 月和 6 月中最高, 且均在 5 月桃园中最低。

2.3 不同物种的时空分布格局

个体数最多的 4 个野生蜂物种依次为黄胸彩带蜂(*N. thoracica*), 铜色隧蜂(*H. aerarius*), 黄芦蜂(*C. flavipes*)和隧淡脉隧蜂(*L. halictoides*)。这四种野生蜂的时空分布特征不同(图 5), 黄胸彩带蜂和黄芦蜂分布于除荒草地以外的其他生境, 且前者在 6—8 月活动, 而后者在整个取样季均有活动; 铜色隧蜂和隧淡脉隧蜂在四种生境中均有分布, 前者在 5—9 月活动, 而后者的活动期为 4–7 月。

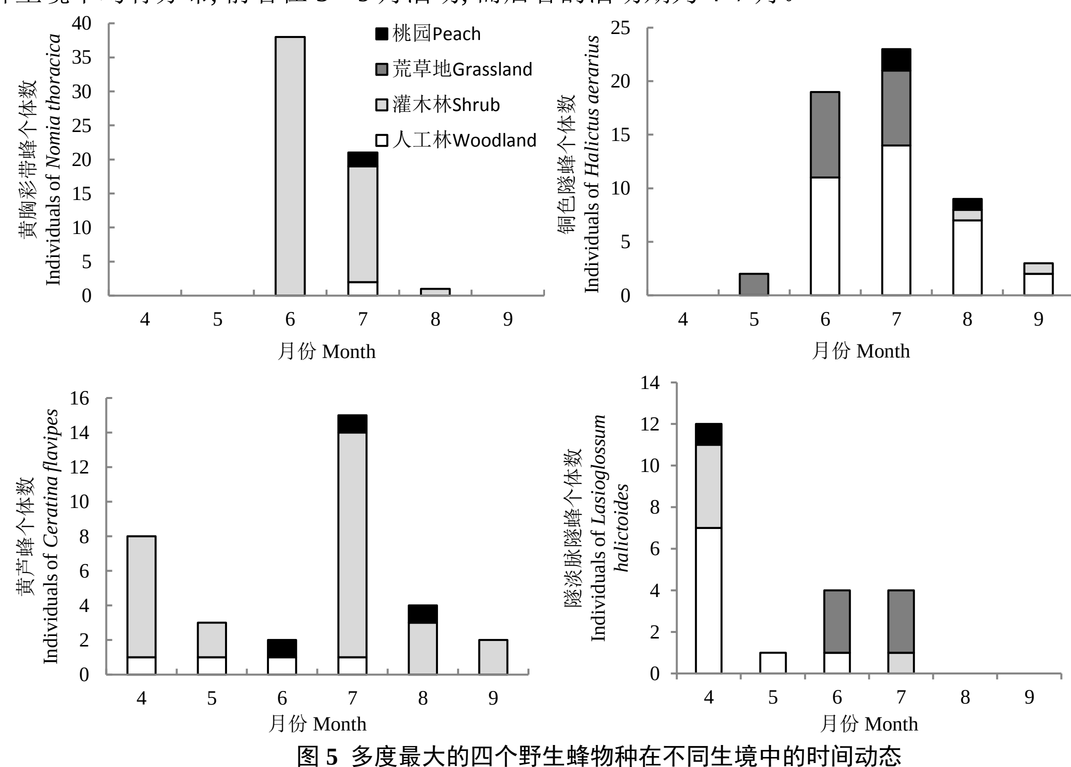


图 5 多度最大的四个野生蜂物种在不同生境中的时间动态

Fig. 5 Temporal dynamics of four wild bee species with the highest abundance in different habitats

3 讨论

3.1 不同生境中野生蜂多样性及其时间动态变化

自然灌木林中野生蜂的总物种数和总个体数最高, 均显著高于桃园(最低)。自然灌木林位于山区, 灌草物种丰富, 有高质量的蜜源植物, 如荆条等多年生开花植被[35], 还有较多裸露的、向阳的土地, 人为干扰小, 能为野生蜂提供较好的觅食资源和筑巢地点, 尤其是能量需求高的较大体长野生蜂和独居蜂[36-37]。与小体长野生蜂相比, 体长较大的野生蜂有更大的体表面积和翅膀, 拥有较高的飞行能力[11,38]和传粉效率[13]。因此, 在该地区, 就野生蜂多样性维持和传粉服务潜在供给而言, 自然灌木林有重要的保护价值。

人工林中虽然没有丰富的高质量的多年生灌草物种, 但能满足能量需求小的小体长野生蜂[36-37]。荒草地虽然也具有较丰富的草本植物, 但其在该地区总面积和斑块面积小, 易受人为干扰。因此, 与人工林相比, 小体长蜂在荒草地中的多样性较低。桃园地表草本植物常年遭受灌溉、翻地、农药等农业活动的干扰和毒害, 仅在果树花期提供短暂但大面积的觅食资源, 如果农业活动管理得当, 如花期不打农药, 花后保留适当的地表开花植被, 则能为野生蜂提供更好的觅食资源[39-40]。

虽然不同生境的适宜性和资源可利用性差异较大, 但由于不同生境具有不同的开花植物物种, 本研究四种生境均有特有种, 且自然灌木林和荒草地中的特有种物种数最多。因此, 维持生境类型的多样性以及生境内植被的多样性, 有助于保护生境特有种和野生蜂多样性。

在自然灌木林、人工林和桃园生境中, 野生蜂总的物种数和个体数均在 4、6 或 7 月出现两个较明显的峰值, 主要原因可能为: 1)本研究区为昌平果园种植区, 且果树多在 4 月开花, 为野生蜂提供了较充足的觅食资源, 导致野生蜂多样性在 4 月高于 5 月; 2)中国北方野生蜂主要为一年一代的春季种类、夏季初秋种类和一年多代物种[41], 而北京 4 和 5 月属于春季, 6–9 月属于夏季初秋, 与不同类群野生蜂的年生活周期一致。荒草地中野生蜂的总物种数和总个体数的时间动态趋势呈单峰型, 可能与其优势种铜色隧蜂的活跃活动期在 6、7 月有关(图 4)。

虽然不同功能群野生蜂的多样性在生境类型间的时间动态特征存在差异, 但整体上在自然半自然生境中最高, 说明自然半自然生境在时间和空间尺度上均为野生蜂提供了较好的资源。但在桃园, 桃树落花后集约化的管理强度高, 降低了桃园中觅食资源的可利用性, 导致各功能群野生蜂物种数和个体数均在 5 月最低。但果园周围其他自然半自然生境能为不同功能群野生蜂提供了替补资源, 从而使其在农业景观中得以续存。因此, 为了提高 5 月野生蜂多样性及其潜在的传粉服务, 建议在大面积连片种植果园的区域, 适当保留果园和农田边界中的地表杂草, 杜绝施用对野生蜂危害较大的农药和除草剂, 从而为不同功能群野生蜂的续存提供替代的觅食资源, 同时保护果园周围的自然半自然生境, 在时空尺度上为野生蜂提供持续的可利用资源。

3.2 不同物种的时空分布格局

多度最大的四种野生蜂的时空分布特征不同。黄胸彩带蜂和黄芦蜂的生境分布相同, 但活动期不同, 原因可能与不同类群的生活周期有关, 如有研究发现彩带蜂属于一年一代物种, 夏季初秋为其大量活动期[41], 而芦蜂属的温带物种活动期较长, 可能整年都在活动[42]。铜色隧蜂和隧淡脉隧蜂在四种生境中均有分布, 但二者的活动期也不相同, 原因可能与隧蜂属的年生活史复杂多样有关, 随蜂属的不同物种和同一物种不同地理种群的生活方式和年生活史变化较大, 有一年一代、两代或多代物种[43]。因此, 可以推测铜色隧蜂在该地区可能为一年一代物种, 活动高峰期为 6—7 月。而淡脉隧蜂的生活周期也较复杂多样[44], 隧淡脉隧蜂在该地区的活动期为春夏季。

在野生蜂生活史的同一或不同时期, 野生蜂会在多种生境间转移, 主要原因可能是生境间的开花植被多样性及其物候学特征(如花期)存在差异, 导致不同生境的觅食资源在数量和多样性上随时间显著变化[16], 这种生境间的互补机制使野生蜂在破碎化的景观中得以续存[10,23], 因此塑造了它们在农业景观中的时空分布格局[25]。

本研究中 3 个野生蜂优势种在生境间的分布特征与前人记录其访花植物的文献大体一致, 文献记录黄芦蜂访花植物为荆条、苦荬菜、蒿子、鸡冠花[41], 铜色隧蜂的访花植物为荆条、月季、三叶草、蜀葵、山兰、苦菜和黄刺玫[43], 黄胸彩带蜂访花植物为荆条、蔷薇、木槿、菊花和玉米[45]。文献记录隧淡脉隧蜂的访花植物为桃[44], 而本研究发现除桃园外, 隧淡脉隧蜂还在人工林、荒草地和自然灌木林中有分布, 考虑到隧淡脉隧蜂为地下筑巢者, 这三种自然半自然生境究竟为该物种提供了筑巢地点还是其他植物的觅食资源, 有待于进一步研究。

4 结论

在北京昌平区, 不同功能群野生蜂在果园和自然半自然生境中均有分布, 但在不同生境和不同月份的分布特征不同。因此, 无论是果园还是自然半自然生境, 均对野生蜂多样性的维持扮演了重要作用, 但由于各野生蜂物种和功能特征、植被结构、筑巢资源的适宜性和局部管理等因素的差异, 自然半自然生境, 尤其是自然灌木林, 对野生蜂多样性的维持作用更大。因此, 为了在该地区农业景观中维持野生蜂资源的多样性及其提供的传粉服务, 不仅需要保护和提高生境多样性, 还需在生境管理过程中降低集约化程度。

参考文献 References

[1] Ollerton J, Winfree R, Tarrant S. How many flowering plants are pollinated by animals[J]? Oikos, 2011, 120(3): 321–326

[2] Klein A, Vaissiere B E, Cane J H, et al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops[J]. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, 2007, 274(1608): 303–313

[3] 戴漂漂, 张旭珠, 刘云慧. 传粉动物多样性的保护与农业景观传粉服务的提升[J]. 生物多样性, 2015, 23(3): 408–418
Dai P P, Zhang X Z, Liu Y H. Conserving pollinator diversity and improving pollination services in agricultural landscapes[J]. Biodiversity Science, 2015, 23(3): 408–418

[4] 安建东, 陈文锋. 中国水果和蔬菜昆虫授粉的经济价值评估[J]. 昆虫学报, 2011, 54(04): 443–450
An J D, Chen W F. Economic value of insect pollination for fruits and vegetables in China[J]. Acta Entomologica Sinica, 2011, 54(04), 443–450

[5] Kremen C, Williams N M, Thorp R W. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2002, 99(26): 16812–16816

[6] Hoehn P, Tscharntke T, Tylianakis J M, et al. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield[J]. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, 2008, 275(1648): 2283–2291
[7] Bluethgen N, Klein A. Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions[J]. Basic and Applied Ecology, 2011, 12(4): 282–291
[8] Jha S, Vandermeer J H. Contrasting bee foraging in response to resource scale and local habitat management[J]. Oikos, 2009, 118(8): 1174–1180
[9] Jha S, Vandermeer J H. Impacts of coffee agroforestry management on tropical bee communities[J]. Biological Conservation, 2010, 143(6): 1423–1431
[10] Cane J H, Minckley R L, Kervin L J, et al. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation[J]. Ecological Applications, 2006, 16(2): 632–644
[11] Greenleaf S S, Williams N M, Winfree R, et al. Bee foraging ranges and their relationship to body size[J]. Oecologia, 2007, 153(3): 589–596
[12] Klein A M, Steffan-Dewenter I, Tscharntke T. Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management[J]. Journal of Applied Ecology, 2003, 40(5): 837–845
[13] Sahli H F, Conner J K. Visitation, effectiveness, and efficiency of 15 genera of visitors to wild radish, *Raphanus raphanismum* (Brassicaceae)[J]. American Journal of Botany, 2007, 94(2): 203–209
[14] Fruend J, Dormann C F, Holzschuh A, et al. Bee diversity effects on pollination depend on functional complementarity and niche shifts[J]. Ecology, 2013, 94(9): 2042–2054
[15] Winfree R, Williams N M, Dushoff J, et al. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses[J]. Ecology Letters, 2007, 10(11): 1105–1113
[16] Tscharntke T, Klein A M, Kruess A, et al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management[J]. Ecology Letters, 2005, 8(8): 857–874
[17] Bommarco R, Kleijn D, Potts S G. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security[J]. Trends in Ecology & Evolution, 2013, 28(4): 230–238
[18] Vanbergen A J, Baude M, Biesmeijer J C, et al. Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2013, 11(5): 251–259
[19] Cook D C, Thomas M B, Cunningham S A, et al. Predicting the economic impact of an invasive species on an ecosystem service[J]. Ecological Applications, 2007, 17(6): 1832–1840
[20] Genersch E. Honey bee pathology: current threats to honey bees and beekeeping[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2010, 87(1): 87–97
[21] Potts S G, Roberts S P M, Dean R, et al. Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe[J]. Journal of Apicultural Research, 2010, 49(1): 15–22
[22] Hooper D U, Chapin F S, Ewel J J, et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge[J]. Ecological Monographs, 2005, 75(1): 3–35
[23] Daily G C, Ehrlich P R, Sanchez-Azofeifa G A. Countryside biogeography: Use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica[J]. Ecological Applications, 2001, 11(1): 1–13
[24] Mayfield M M, Daily G C. Countryside biogeography of neotropical herbaceous and shrubby plants[J]. Ecological Applications, 2005, 15(2): 423–439
[25] Lonsdorf E, Kremen C, Ricketts T, et al. Modelling pollination services across agricultural landscapes[J]. Annals of Botany, 2009, 103(9): 1589–1600
[26] Mendenhall C D, Sekercioglu C H, Brenes F O, et al. Predictive model for sustaining biodiversity in tropical countryside[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(39): 16313–16316
[27] 徐环李, 杨俊伟, 孙洁茹. 我国野生传粉蜂的研究现状与保护策略[J]. 植物保护学报, 2009, 36(04): 371–376
Xu H L, Yang J W, Sun J R. Current status on the study of wild bee-pollinators and conservation strategies in China[J]. Journal of Plant Protection, 2009, 36(04): 371–376
[28] 谢正华, 徐环李, 杨璞. 传粉昆虫物种多样性监测、评估和保护概述[J]. 应用昆虫学报, 2011, 48(03): 746–752
Xie Z H, Xu H L, Yang P. Notes on monitoring, assessing and conserving pollinator biodiversity[J]. Chinese Journal of Applied Entomology, 2011, 48(03): 746–752
[29] Garibaldi L A, Steffan-Dewenter I, Kremen C, et al. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits[J]. Ecology Letters, 2011, 14(10): 1062–1072
[30] Westphal C, Bommarco R, Carre G, et al. Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions [J]. Ecological Monographs, 2008, 78(4): 653–671
[31] Holzschuh A, Dudenhoeffer J, Tscharntke T. Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry[J]. Biological Conservation, 2012, 153: 101–107
[32] Tscheulin T, Neokosmidis L, Petanidou T, et al. Influence of landscape context on the abundance and diversity of bees in Mediterranean olive groves[J]. Bulletin of Entomological Research, 2011, 101(5): 557–

564
[33] Kremen C, M'Gonigle L K. EDITOR'S CHOICE: Small-scale restoration in intensive agricultural landscapes supports more specialized and less mobile pollinator species[J]. Journal of Applied Ecology, 2015, 52(3): 602–610
[34] 唐启义, 冯明光. DPS数据处理系统[M]. 北京: 科学出版社, 2007
Tang Q Y, Feng M G. DPS Data Processing System for Practical Statistics[M]. Beijing: Science Press, 2007
[35] 张兵伟, 王露露, 赵良成等. 北京市野生蜜粉源植物资源调查[J]. 北京林业大学学报, 2010, s1: 18–22
Zhang B W, Wang L L, Zhao L C, et al. Investigation of wild nectar and pollen plant resources in Beijing[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2010, s1: 18–22
[36] Osborne J L, Williams I H, Corbet S A. Bees, pollination and habitat change in the European community[J]. Bee World, 1991, 72(3): 99–116
[37] Larsen T H, Williams N M, Kremen C. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning[J]. Ecology Letters, 2005, 8(5): 538–547
[38] Gathmann A, Tscharntke T. Foraging ranges of solitary bees[J]. Journal of Animal Ecology, 2002, 71(5): 757–764.
[39] Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Kleijn D, et al. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context[J]. Journal of Applied Ecology, 2007, 44(1): 41–49
[40] Carvalheiro L G, Veldtman R, Shenkute A G, et al. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity[J]. Ecology Letters, 2011, 14(3): 251–259
[41] 吴燕如. 中国动物志. 昆虫纲. 第二十卷. 膜翅目. 准蜂科 蜜蜂科[M]. 北京: 科学出版社, 2000: 1–442
Wu Y R. Animal Chronicles of China: Insecta. Twentieth volume, Hymenoptera. Melittidae. Apidae[M]. Beijing: Science Press, 2000: 1–442
[42] Michener C D, Eickwort K R. Observations on nests of *Ceratina* in Costa Rica (Hymenoptera, Apoidea)[J]. Revisita de Biologia Tropical, 1966, 14(2): 279–286
[43] 牛泽清. 中国隧蜂属(膜翅目:蜜蜂总科:隧蜂科:隧蜂亚科)的分类研究[D]. 北京: 中国科学院动物研究所, 2004: 1–157
Niu Z Q. A taxonomic study of the genus *Halictus* (Hymenoptera: Apoidea: Halictidae: Halictinae) from China[D]. Beijing: Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, 2004: 1–157
[44] 张睿. 中国淡脉随蜂属分类及系统发育研究[D]. 昆明: 云南农业大学, 2012: 1–309
Zhang R. Taxonomy and phylogeny of *Lasiogolossum* (Hymenoptera: Apoidea: Halictidae) from China[D]. Kunming: Yunnan Agricultural University, 2012: 1–309
[45] 吴燕如. 中国经济昆虫志[M]. 北京: 科学出版社, 1965: 1–83
Wu Y R. The Economic Insect Fauna of China[M]. Beijing: Science Press, 1965: 1–83